

О РАСПРЕДЕЛЕНИИ РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ В НЕПРОТОЧНОМ ВОДОЕМЕ

А. Л. Агре, В. И. Корогодин

Кафедра биофизики биолого-почвенного факультета МГУ

Сточные воды атомных производств, содержащие значительные количества радиоактивных загрязнений, могут поступать в непроточные водоемы, служащие в таком случае местом накопления и захоронения радиоактивных отходов (Н. Ф. Броудер; Н. Д. Либерман и А. Громан). В связи с этим перед специалистами разных профилей возникают задачи изучения закономерностей функционирования этих водоемов с целью выяснения оптимальных условий их эксплуатации. Имеющийся в настоящее время литературный материал позволяет наметить некоторые общие особенности распределения радиоактивности между различными компонентами водоемов (вода, грунт, биомасса), позволяющие более правильно понять закономерности работы таких водоемов в качестве дезактиваторов.

Роль различных компонентов водоема. Вода водоема служит связующим звеном в цепи миграции радиоактивных веществ в его грунт и биологические компоненты. Радиоактивные загрязнения, обычно являющиеся смесью различных радиоактивных изотопов, могут находиться в воде в различных химических соединениях, в воднорастворимой форме или в виде взвесей. Характерно, что даже значительному содержанию радиоактивных веществ в воде, выраженному в единицах активности, соответствует ничтожно малое весовое их количество. Одной из существенных сторон поведения микроконцентраций радиоактивных изотопов является их склонность к адсорбции, так как поверхность любой частицы (биологической, органической, минеральной) оказывается сравнительно большой для «невесомых» количеств радиоактивных элементов (Г. Е. Фрадкин).

Изучение распределения радиоактивных веществ в водоемах, которые служили местом сброса радиоактивных продуктов, а также эксперименты, проведенные на искусственных водоемах и аквариумах, показали, что донные отложения и иловые массы обладают высокой сорбционной способностью в отношении радиоактивных веществ (Б. М. Агафонов; В. З. Агранат; А. Н. Марей; Н. В. Тимофеев-Ресовский и др.). Работами А. Н. Марей и его сотрудников, а также нашими исследованиями и наблюдениями установлено, что в диапазоне уровней радиоактивности воды от 10^{-6} до 10^{-9} с/л наблюдается концентрационное равновесие радиоактивных веществ между водой и грунтом с коэффициентом, как правило, равным 10^2 . Правда, если водоем имеет чисто песчаный грунт или грунт торфяного характера, то глубина проникновения радиоактивных веществ и их количество могут существенно меняться. Однако, как показывает практика и ряд литературных данных (Н. В. Горбатюк, А. Н. Марей и др.), в обычных непроточных водоемах с донными отложениями сапропелевого типа сброшенная в них смесь радиоактивных веществ будет в основном сконцентрирована слоем донных отложений толщиной 10—20 см, и отношение концентраций радиоактивных веществ между илами и водой в среднем составит 10^2 . Эта высокая поглотительная способность данных отложений (сапропелевого типа) обусловлена, по-видимому, большим количеством содержащихся в них органических веществ, находящихся в высоко дисперсном коллоидальном состоянии, что отмечалось уже в литературе (С.Н. Скадовский).

Концентрационное равновесие между водой и грунтом может сдвигаться в ту или иную сторону в зависимости от ряда факторов (гидробиологических условий водоема, химического состава воды, изотопного состава и др.). Одним из существенных факторов, влияющих на поглотительную способность донных отложений, является

активная реакция воды (рН) водоема.

Работами Б.А. Богданова, А.Н. Марея, М.М. Саурова, Н.В. Тимофеева-Ресовского и др. показано, что лучшая сорбция продуктов деления ядра урана, т.е. в основном элементов щелочноземельной и редкоземельной групп, происходит в слабо щелочной среде (рН = 8,5—9,0). При такой же активной реакции воды соли тяжелых и щелочноземельных элементов образуют нерастворимые гидроокиси, которые выпадают в осадок. Слабо щелочная среда способствует образованию комплексов радиоактивных веществ осколочного типа с органическими соединениями, которые также выпадают в осадок. Десорбция радиоактивных веществ из донных отложений весьма невелика при нейтральной реакции среды; она составляет, например, по Sr и Cs 0,4—4%. При изменении же рН в кислую сторону выход ранее абсорбированной активности может достигнуть 50% и более.

Еще работами В. И. Вернадского, который изучал накопление радия некоторыми водными формами организмов, установлен факт значительной аккумуляции этого радиоактивного элемента живыми существами. Широкое изучение свойства животных и растительных организмов, особенно водных, накапливать в себе радиоактивные вещества началось в последнее время в связи с быстро развивающейся атомной промышленностью. Появились работы (Donaldson, Foster, Davis и др.), которые показывают, что различные водные организмы, особенно планктон и микробентос, способны накапливать в себе радиоактивные вещества в концентрациях, на несколько порядков превышающих их концентрацию в воде. Время, в течение которого концентрация радиоактивных веществ достигает предельных значений при определенной концентрации радиоактивных веществ в воде, у зоопланктона измеряется минутами, у водорослей — днями, у рыб — месяцами (Г. Д. Лебедева; А. Н. Марей, М. М. Сауров; Е. А. Тимофеева-Ресовская). Как было обнаружено перечисленными авторами, а также нашими экспериментами и наблюдениями, средний суммарный¹¹ коэффициент накопления радиоактивных веществ биомассой в целом для диапазона концентраций радиоактивных веществ в воде 10^{-6} — 10^{-9} с/л — величина относительно постоянная и равна примерно 10^3 . Хотя разные виды водной флоры и фауны обладают отличающимися коэффициентами накопления для различных радиоактивных изотопов и на уровень накопления радиоактивных веществ могут влиять такие факторы, как интенсивность развития и др., в целом можно считать, что суммарно биомасса обычного непроточного водоема накапливает смесь радиоактивных веществ на 3 порядка больше концентрации последних в воде. Несмотря на высокие коэффициенты накопления, относительное содержание радиоактивных веществ в биомассе загрязненных водоемов незначительно, порядка 10^{-2} — 10^{-3} . Это и понятно, ибо относительное количество живого вещества на каждый данный момент времени — весьма малая величина. Поэтому роль биомассы водоемов как «депо активности» невелика и ею можно пренебречь. Какое же значение имеет флора и фауна водоемов в распределении поступающих в него радиоактивных веществ? Основную массу живого вещества любого природного водоема составляют планктон и микробентос. Согласно данным В. И. Вернадского, «скорость растекания» живого вещества максимальна именно у микроорганизмов — бактерий, одноклеточных, простейших водорослей. Время размножения этих форм живых существ измеряется минутами и часами — онтогенез их весьма краток. Поэтому биомасса водоема в результате быстрой смены

¹¹ К настоящему времени в литературе имеется большое количество экспериментальных данных относительно коэффициента накопления разных радиоактивных изотопов различными водными организмами. Однако, учитывая тот факт, что в естественных условиях загрязнение водоемов происходит, как правило, смесью радиоактивных изотопов, а в поглощении радиоактивных веществ участвуют все представители биомассы такого водоема, мы сочли целесообразным в данной работе оперировать суммарным коэффициентом накопления. Последнее не исключает возможности приложения развиваемых соображений к конкретным случаям, если соответствующие числовые значения коэффициентов сорбции известны.

циклов поколений своих основных представителей должна в значительной мере выводить активные продукты из воды, из простого физико-химического обмена радиоактивных веществ между водой и донными отложениями, тем самым увеличивая и ускоряя процесс переноса радиоактивных веществ в связанном состоянии из воды на дно водоема. Общее количество радиоактивных веществ, переносимых биомассой в течение одного сезона, может в сотни раз превышать их содержание в биомассе в каждый данный момент времени. В наших экспериментах мы не наблюдали десорбции радиоактивных продуктов из мертвого планктона (детрит) в течение времени, явно достаточного для оседания на дно. Таким образом, мертвая биомасса, действительно, вместе с собой захоранивает и радиоактивные вещества.

Второй существенной стороной деятельности биомассы в загрязненном радиоактивными веществами водоеме является стабилизация кислотно-солевого равновесия, в частности активной реакции воды, что способствует созданию лучших условий для осаждения на дно радиоактивных изотопов осколочного типа и сорбции их донными отложениями.

В условиях пресноводного водоема с богато развитой биомассой активная реакция воды нейтральная или слабо щелочная ($\text{pH} = 7,6\text{—}8,1$). Опытами и наблюдениями установлено, что в период обильного цветения планктона pH воды может достигать $9\text{—}10$ (С. А. Зернов). Нашими наблюдениями, а также работами ряда авторов (А. Н. Марей; Foster, Davis) показано, что в период обильного цветения и последующей гибели планктона происходит заметное снижение уровня активности воды водоема, что, по-видимому, является следствием как захоронения активности на дне с детритом, так и результатом благоприятного для процесса сорбции изменения активной реакции среды. Нельзя не отметить также необходимости активно функционирующей биомассы для создания донных отложений и накопления в них большого количества органических веществ, обладающих значительной поглотительной способностью. Учитывая эти свойства биомассы (транспортировка активности из воды в грунт, создание благоприятного для процесса сорбции радиоактивных веществ физико-химического режима и непрерывное образование новых донных отложений с высокой сорбционной способностью), можно полагать, что наличие нормально функционирующей биомассы является необходимым условием стабильной работы водоемов в качестве дезактиватора радиоактивных сточных вод.

В ряде работ указывается, что концентрация радиоактивных веществ в воде, которая создает активность $10^{-5}\text{—}10^{-6}$ с/л, не оказывает заметного угнетающего действия на флору и фауну водоема (Б. М. Агафонов; Е. Л. Телушкина; Е. А. Тимофеева-Ресовская). Имеются данные, свидетельствующие, что при активности воды в 10^{-3} с/л по Sr не наблюдалось снижения минерализационных процессов (В. М. Жогова). Данные работ по дезактивации сточных вод атомной промышленности методами биологического извлечения радиоактивных веществ из растворов свидетельствуют о том, что концентрация смесей продуктов деления урана, создающая активность в $10^{-5}\text{—}10^{-6}$ с/л, не оказывает заметного действия на процессы очистки с помощью биологических шламов и взвесей (К. К. Рукхофт и Л. Р. Сеттер). Не располагая более точными сведениями о влиянии различных концентраций радиоактивного вещества на биологическую продуктивность водоема и жизнедеятельность различных представителей его флоры и фауны, можно все-таки полагать, что загрязненность воды радиоактивными веществами, равная 10^{-7} с/л (соответствующая загрязненность верхних слоев донных отложений толщиной $3\text{—}5$ см составит примерно 10^{-4} с/дм³), будет достаточно безопасной для нормального функционирования как планктонных, так и бентосных форм такого водоема.

Некоторые количественные соотношения. Выше мы отмечали, что: 1) на большом диапазоне загрязнения водоемов радиоактивными веществами ($10^{-6}\text{—}10^{-9}$ с/л для воды) наблюдается постоянство среднего коэффициента концентрационного

равновесия «вода — грунт»; 2) толщина сорбирующего слоя грунта, как правило, также величина постоянная; 3) роль биомассы как «депо активности» ничтожна мала, т. е. количество радиоактивных веществ, содержащееся в живом веществе водоема, обычно составляет лишь незначительную часть всех находящихся в водоеме радиоактивных загрязнений; 4) условием продолжительного функционирования водоема в качестве дезактиватора сточных вод является нормальная жизнедеятельность его биологических компонентов (критическое значение c_k содержания в воде водоема радиоактивных веществ, еще не нарушающего жизнедеятельности его биоконфонов, по-видимому, близко к 10^{-7} с/л). Указанные обстоятельства могут служить отправным пунктом для некоторых расчетов, связанных с определением общего количества содержащихся в водоеме радиоактивных веществ и нахождения рационального режима работы водоема в качестве поглотителя радиоактивных загрязнений.

Предположим, что линейные параметры поверхности водоема, в который сброшено некоторое количество радиоактивных веществ, как это обычно и бывает, на 1—2 порядка превышают его глубину S . Тогда площадь дна водоема будет примерно равна его поверхности. Обозначим обе величины через S . Когда в водоеме установится концентрационное равновесие между водой и донными отложениями с концентрационным коэффициентом k , то, пренебрегая значением биомассы как «депо активности», можно выразить общее количество радиоактивных веществ, содержащихся в водоеме, уравнением:

$$A = cS(H + kh), \quad (1)$$

где A — валовая загрязненность водоема радиоактивными веществами; c — удельная загрязненность воды; S — площадь поверхности водоема; H — его средняя глубина; k — концентрационный коэффициент «вода-грунт»; h — толщина сорбирующего слоя грунта. Данная формула выражает состояние загрязненности водоема в условиях установившегося равновесия между количеством сбрасываемых радиоактивных веществ и их распадом и не учитывает скорости переноса их отмирающей биомассой в донные отложения.

Из уравнения (1) видно, что общее количество содержащихся в водоеме радиоактивных веществ прямо пропорционально степени загрязнения воды c , его поверхности S и взятой в скобки суммы, которая показывает, какая часть активности A приходится на воду, какая — на долю донных отложений.

Формула

$$F = \frac{kh}{H + kh} \quad (2)$$

определяет долю радиоактивного вещества, сорбированную донными отложениями. При постоянстве объема водоема $V = HS$ и величины A загрязненность воды c будет тем ниже, чем выше значение F . С другой стороны, увеличение отношения (2) при постоянстве c будет соответствовать возрастанию A . Поэтому величину F можно назвать «фактором радиоемкости водоема». Таким образом, повышения радиоемкости водоема при сохранении его объема можно добиться за счет как увеличения kh , т. е. путем искусственного утолщения сорбирующего слоя донных отложений и увеличения их сорбционной емкости, так и уменьшения глубины водоема H (конечно, при условии, если соответствующие изменения не будут пагубно отражаться на жизнедеятельности биомассы водоема).

Что дает формула (1)? Во-первых, она позволяет определять приближенное значение общего количества радиоактивных веществ, содержащихся в водоеме. Для этого надо знать лишь удельную загрязненность воды водоема c , его поверхность S и среднюю глубину H , а величины k и h следует заменить их числовыми значениями, приведенными выше или полученными путем обследования водоема. Во-вторых, уравнение (1) позволяет определить, какое количество радиоактивных веществ может поглотить водоем заданных размеров без учета скорости переноса их биомассой, а

также рассчитать, какие параметры должен иметь водоем, требуемый для поглощения заданного количества радиоактивных веществ.

Будем называть «критической радиоактивностью» A_k водоема то максимальное количество радиоактивного вещества, содержание которого не влечет за собой существенного нарушения жизнедеятельности его биомассы. Максимальное количество радиоактивного вещества назовем «рабочей радиоемкостью» и обозначим через A_p . Наконец, под «общей радиоемкостью» (A_0) будем подразумевать то количество радиоактивного вещества, которое способен поглотить водоем, работающий в нормальном режиме, за любой заданный интервал времени t .

Мы видели выше, что верхний предел содержания радиоактивного вещества в водоеме-дезактиваторе должен определяться критическим значением загрязненности его воды c_k , т.е. максимальной загрязненностью, еще не оказывающей существенного влияния на жизнедеятельность биомассы. Следовательно, величина критической радиоактивности A_k водоема объема $V = SH$ будет:

$$A_k = c_k S(H + kh). \quad (3)$$

Приближенное значение c_k , как отмечалось выше, равно 10^{-7} с/л. Повышения A_k водоема при сохранении его объема можно добиться путем увеличения фактора емкости F (2). Если постоянная распада смеси содержащихся в водоеме радиоактивных веществ равна λ в сутки, то суточное изменение загрязненности водоема будет:

$$\Delta A = -\lambda A$$

и новое поступление такого же количества радиоактивных отходов не выведет водоем из режима равновесия, даже если $A = A_k$. Следовательно, рабочая емкость водоема составит:

$$A_p = \lambda A_k = \lambda c_k S(H + kh). \quad (4)$$

Если $c < c_k$, то значения ежедневных сбросов могут превышать A_p вплоть до того момента, пока c и c_k не сравняются. Таким образом, контроль над работой водоема в качестве дезактиватора весьма прост и может сводиться к ежедневным наблюдениям за уровнем удельной загрязненности его воды. Время достижения c_k зависит от режима сбросов и λ смеси радиоактивных изотопов.

При работе водоема-дезактиватора в критическом режиме, т. е. в том случае, когда A_k достигнуто путем одноразового сброса, а постоянные поступления радиоактивного вещества будут колебаться около A_p , общее количество активных продуктов, которое может поглотить водоем за время t , можно определить как:

$$A_0 = c_k S(H + kh)(1 + \lambda t). \quad (5)$$

Нетрудно видеть, что величина A_0 есть максимальное количество радиоактивного вещества, которое способен поглотить водоем-дезактиватор за время t без существенного нарушения его гидробиологического режима. Наконец, пользуясь уравнением (1), можно рассчитать приближенные параметры водоема, призванного поглотить данную активность A . В случае одноразового сброса радиоактивного вещества в количестве $A_{одн}$ значение S можно рассчитать из уравнения:

$$S = \frac{A_{одн}}{c_k (H + kh)}. \quad (6)$$

В случае же хронического поступления радиоактивного вещества в количестве, ежедневно составляющем $A_{хрн}$ с постоянной распада λ , площадь требуемого водоема составит:

$$S = \frac{A_{хрн}}{c_k (H + kh)}$$

В заключение отметим, что, несмотря на большую упрощенность приведенных расчетов, получаемые с их помощью значения должны быть достаточно близкими к действительности. Значения A и λ могут варьировать в очень широких пределах и обычно бывают наперед заданными, так же как и параметры водоема S и H .

Вариабильность же численных значений k , h и c_k вряд ли будет очень значительной и в случае отсутствия конкретных данных вполне допустимо употребление тех величин, которые приводятся в данной статье.

ЛИТЕРАТУРА

- Агафонов Б. М. Тезисы докл. Всесоюзной конференции по мед. радиологии. Секция гигиены. М., 1956, стр. 26.
- Агранат В. З. Мед. радиол., 1958, № 1, стр. 65.
- Вернадский В. И. Биогеохимические очерки. М.—Л., 1940.
- Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М., 1957.
- Жогова В. М. Мед. радиол., 1957, № 6, стр. 69.
- Зернов С. А. Общая гидробиология. М.—Л., 1949.
- Кирпичников В. С., Световидов А. Н., Трошин А. С. Докл. АН СССР, 1956, т. 110, № 6, стр. 1122.
- Лебедева Г. Д. Мед. радиол., 1957, № 6, стр. 65.
- Марей А. Н. Гиг. и сан., 1955, № 8, стр. 3.
- Он же. Там же, 1956, № 9, стр. 7.
- Он же. Здравоохран. Белоруссии, 1956, № 4, стр. 56.
- Он же. Мед. радиол., 1956, № 4, стр. 3.
- Он же. Тезисы докл. Всесоюзной конференции по мед. радиологии. Секция гигиены. М., 1957, стр. 29.
- Он же. Мед. радиол., 1957, № 5, стр. 89.
- Марей А. Н., Сауров М. М. и др. Мед. радиол., 1958, № 1, стр. 69.
- Передельский А. А. В кн.: Радиобиология. М., 1957, стр. 379.
- Он же. Журн. общей биологии, 1957, т. 18, № 1, стр. 27.
- Ремезов Н. П. Почвенные коллоиды и поглощательная способность почв. М., 1957.
- Сауров М. М. Труды Всесоюзной конференции по мед. радиологии. Секция гигиены. М., 1957, стр. 66.
- Скадовский С. Н. Экологическая физиология водных организмов. М., 1955.
- Телушкина Е. Л. Труды Всесоюзной конференции по мед. радиологии. М., 1957, стр. 74.
- Тимофеев-Ресовский Н. В. Ботанич. журн., 1957, № 2, стр. 161.
- Тимофеева-Ресовская Е. А. Тезисы докл. Всесоюзной конференции по мед. радиологии Секция гигиены. М., 1956, стр. 24.
- Она же. Бюлл. Московск. общества испытателей природы, 1957, т. 62, № 1, стр. 37.
- Фрадкин Г. Е. Мед. радиол., 1957, № 2, стр. 13.
- Donaldson L. R. a. oth., US Atom. Energ. Comiss. Techn. inform, sew. bull. AECD, 1950, p. 3446.
- Foster R. F., Davis I. I., Radioactive Substances and Wasser. München, 1956.
- Odum H. T., Odum E. P., Ecological Monographs, 1955, v. 25, p. 291.

THE DISTRIBUTION OF RADIOACTIVE POLLUTIONS IN A STAGNANT RESERVOIR

A.L. Agre and V.I. Korogodin

Summary

The article discusses literature data which depict the role of various components of a reservoir (water—bottom deposits—biomass) in the process of distribution of radioactive pollutants. The authors demonstrate the constancy of sorption coefficients of ground (water and biomass) water, preserving a value of 10^2 and 10^3 at a water pollution range of 10^{-6} — 10^{-9} c/l. The authors have formulated the role of the biomass in the work of the reservoir-desactivator, which comes to an acceleration of the transfer of radioactive substances in a bound condition from the water to the bottom, creation of a physical-chemical regimen, preventing radioactivity desorption from bottom deposits, and a continuous formation of bottom deposits with a high sorption capacity. The paper sets forth some simple calculations enabling to determine the various aspects of a stagnant reservoir activity as a deactivator.